

# Mikroplast i gater og sandfang

De første resultatene fra Bergen kommune sitt prosjekt Urban Mikroplast

## Forfattere

Taran Henriksen & Marte Haave

Rapport 2-2021 NORCE Miljø



Rapporttittel	Mikroplast i gater og sandfang
Prosjektnummer	100480
Institusjon	NORCE Miljø
Oppdragsgiver	Bergen Kommune
Gradering	ÅPEN
Rapportnr.	2-2021
ISSN	978-82-8408-138-0
Publiseringsdato	2/2021
Sitering	Henriksen, T., Haave, M. (2021). Mikroplast i det urbane miljøet. NORCE Report n. 2 /2021
Bildekreditering	Forsidebilde: Einar Bye-Ingebrigtsen, NORCE
Geografisk område	Bergen/Vestland
Stikkord	Mikroplast, urbant miljø, gater, sandfang

## Ansvarsavgrensning

NORCE er ikke i noen henseende ansvarlig for den aktuelle bruk av dokumenter, programvare eller andre verktøy eller prosjektresultater og påtar seg derved intet ansvar eller garanti for den helhetlige funksjonalitet ved bruk av informasjonen om dette ikke er spesifikt angitt i tilbudsdokumentet og den etterfølgende kontrakt.

## Innhold

1.	Innledning.....	4
2.	Metode .....	6
3.	Resultater .....	7
4.	Konklusjon .....	9
5.	Referanser .....	10

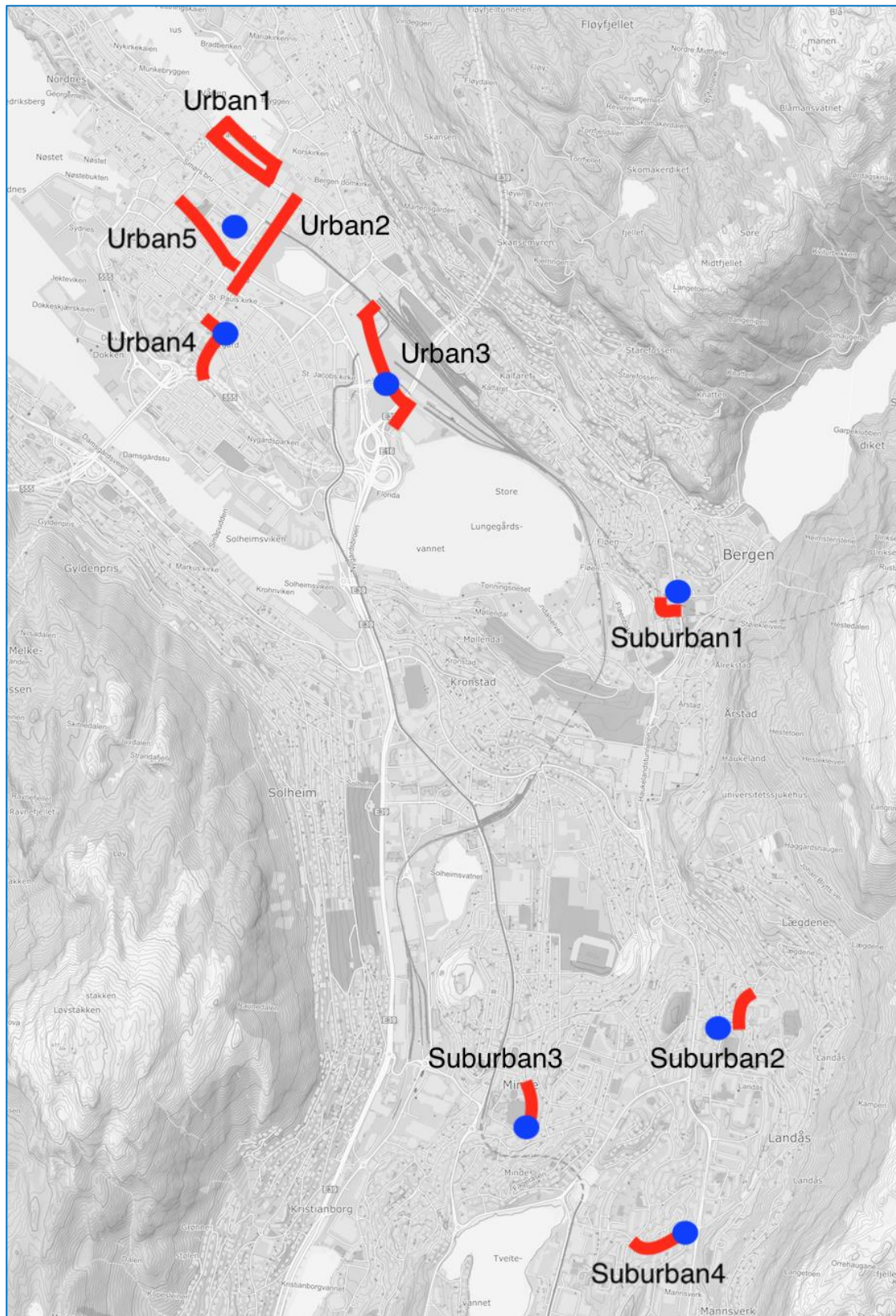
## 1. Innledning

Plast er i dag vanlig i alles hverdag og det går ikke en dag uten kontakt med plastprodukter. Årlig blir ca. 359 millioner tonn plast produsert globalt (PlasticsEurope, 2018) og denne mengden øker hvert år. Plast har de siste årene blitt assosiert med miljøproblemer og dette er ikke uten grunn. Den enorme produksjonen, uansvarlig menneskelig oppførsel og dårlig avfallshåndtering har ført til at tonnevis med plast nå ender opp i naturen (Barnes et al., 2009). Når plast havner i miljøet fragmenteres det til mindre plastbiter og blir til slutt til mikroplast. Begrepet mikroplast ble først brukt i 2004 av Richard Thompson, det er likevel trolig at små biter av plast har vært i miljøet like lenge som større plastprodukter (Thompson et al., 2004). I denne studien tok vi i bruk definisjonen foreslått av Hartmann et al. (2019), som definerer mikroplast som syntetiske partikler fra 1 – 1000 mikrometer ( $\mu\text{m}$ ), men en grense på 5000  $\mu\text{m}$  (5mm) er også mye brukt om mikroplast.

Til nå har fokuset innenfor mikroplastforskning har vært hovedsakelig på det marine og akvatiske miljøet, mens det landlige miljøet har vært mindre prioritert. Likevel er det beregnet at mange landlige områder har langt høyere nivåer av mikroplastforurensning enn i havet, spesielt områder med høy populasjonstetthet, mye transport og industri som genererer avfall med plast (Horton et al., 2017; Lebreton & Andrady, 2019).

Byer er spesielt i fokus med hensyn til mikroplastforurensning, spesielt ettersom ca. halvparten av verdens befolkning bor i byer. Det er fortsatt store kunnskapshull når det kommer til mikroplast i det urbane miljøet, blant annet hvilke kilder som er de største, hvor store mengder som finnes, og hvordan partiklene beveger seg i naturen.

Prøvene i denne studien ble samlet inn fra Bergen, Vestland. Ni områder i sentrum (n=5) og forsteder (n=4) ble valgt ut for undersøkelser av mikroplastforurensning (figur 1). Vi samlet prøver fra kostemasser fra gatene og tok prøver av massene fra sandfang i nærheten av gaten som ble kostet. Prøvene fra forstedene ble samlet om våren (mai/april 2019). Prøvene fra de sentrumsnære gatene ble samlet en gang om sommeren (juli 2019) og en gang om høsten (september 2019). Sandfangene blir tømt en gang i året og representerte ett års oppsamlede masser. Gatene i en by påvirkes av været, trafikk og menneskene i området, dette danner gatestøv, organisk materiale faller ned og søppel kastes. Kostemasser er massene som samles inn når gater og fortau børstes og vaskes rene. Sandfangskummene samler overflatevann fra gatene, stort sett fra regnvann. I kummen skjer det en sedimenteringsprosess som forhindrer sand, slam og annet materiale som synker (tetthet høyere enn vann,  $1.0 \text{ g/cm}^3$ ) fra å samle seg i avløpsrørene. Vann renner videre fra toppen av kummen sammen med flytende materialer. I noen områder i Bergen går avløpsvannet til et renseanlegg, mens i andre områder, som er antatt mindre forurenset, har sandfangskummer direkte utslipp til havet.



Figur 1: Oversikt over prøveområdene i studien med Bergen sentrum, Landås i sør og Sandviken i nord. De røde strekene representerer prøvetakning til kostemasser, og de blå prikkene representerer sandfang. Suburban = forstad.

## 2. Metode

For isolering av mikroplasten i prøvene brukte vi en MicroPlastic Sediment Separator (MPSS - Hydro-Bios GmbH) fylt med en løsning av sinkklorid ( $ZnCl_2$ ) med tetthet  $1.65-1.80 \text{ g/cm}^3$ . De vanligste plasttypene og organiske materiale har en tetthet lavere enn  $1.65 \text{ g/cm}^3$  og flyter i  $ZnCl_2$ , mens sand og grus som regel har tetthet over  $2.6 \text{ g/cm}^3$  og synker. Ekstraksjonseffektiviteten til metoden er blitt bekreftet av Imhof et al. (2012) med en utvinningsgrad på 95,5% for mikroplast ( $< 1 \text{ mm}$ ). For å gjennomføre en sikker analyse av mikroplasten ble det organiske materialet i prøven nedbrutt, med en rekke tekniske enzymer fulgt av en oksidativ prosess med hydrogenperoksid og katalysator (Fentons reaksjon). Prøven ble deretter igjen tetthetseparert i  $ZnCl_2$  for å fjerne rester av sand og leire, denne gangen i en separasjonstrakt av glass.

De minste partiklene i prøven ( $50-500 \text{ }\mu\text{m}$ ) ble deretter kjemisk identifisert ved Pyrolyse gasskromatografi massespektrometri (Pyr-GCMS). Pyr-GCMS fungerer som en termisk nedbrytning av materialer ved høye temperaturer, og er en destruktiv metode som ikke gir informasjon om partikkelform eller størrelse. Etter den termiske nedbrytningen skilles molekylene i gassen etter størrelse, og passerer en detektor (massespektrometer). Kromatogrammet som dannes analyseres ved sammenlikning med kjente stoffer (her plasttyper). Konsentrasjonen av hvert stoff fremkommer ved sammenlikning med signalets størrelse sammenliknet med kjente konsentrasjoner. De større mikroplastpartiklene i prøvene ( $500-1000 \text{ }\mu\text{m}$ ) og partiklene over  $1000 \text{ }\mu\text{m}$  ( $1 \text{ mm}$ ) ble analysert med Attenuated Total Reflectance Fourier Transform Infrared Spectroscopy (ATR-FTIR), som gir informasjon om materialtype, partikkelform og størrelse. Med ATR-FTIR blir infrarødt lys sendt ut med ulike bølgelengder mot prøven, og måler vibrasjon i molekylene når de treffes. Ulike kjemiske sammensetninger og molekyler presenteres med unike spektre (mønstre) som sammenlignes med kjente spektre for å identifisere stoffet i partikkelen. Med mange partikler per prøve i denne studien var det nødvendig å analysere et representativt utvalg. For å oppnå pålitelige resultater ble forurensning av prøven med mikroplast fra støv, luft og utstyr kontinuerlig forebygget, og kvalitetskontroller ble implementert gjennom hele studien.

## 3. Resultater

### Vanlige plasttyper

Ifølge våre resultater var den dominerende kilden til mikroplast slitasje fra bildekk, i samsvar med det totalt estimerte mikroplastutslippet i Norge fra Miljødirektoratet (Sundt et al., 2014). Spesielt høye dekkslitasje konsentrasjoner ble funnet i områder med mye trafikk. Dessverre blir ikke dekkpartikler kvantitativt isolert fra prøvene, ettersom tettheten til dekkpartikler har stor variasjon og kan være høyere enn  $1.65 \text{ g/cm}^3$ , blant annet på grunn av innblanding av veistøv og mineraler. Andre dominerende kilder til mikroplast var PVC og maling. PVC kan trolig stamme fra byggearbeid, men dette gjenstår å bekrefte. Imidlertid, med tanke på den potensielle toksisiteten til PVC (Bergmann et al., 2015), kan det være nødvendig å finne gode tiltak for å begrense utslipp og spredning. Metoden for å isolere malingspartikler anses i dag å være ineffektiv og ufullstendig, på grunn av varierende tetthet i ulike malingstyper, og dermed er ikke våre data for forekomst av maling kvantitative. Sammensetningen av maling er også svært ulik, og gir derfor dårlig gjenkjennelse ved FTIR. Sammensatte materialer som har innhold av akrylater, polyuretan og komponenter i lakk, grupperes ofte som maling (Haave et al., 2019). Resultatene viser imidlertid tydelig at maling er en viktig kilde til syntetiske polymerer i bymiljøet, og at tiltak for å redusere spredningen av maling kan anses som nødvendige.

### Kostemasser

Denne studien kvantifiserte mikroplastkonsentrasjoner i kostemasser og sandfang i Bergen, som representant for en middels stor by. Resultatene indikerer at bymiljøet er et sentralt område for mikroplastforurensning. Det ble identifisert en nesten syv ganger høyere gjennomsnittskonsentrasjon i kostemassene fra sentrumsgatene (om sommeren) i forhold til forstadsgatene. Resultatene indikerer at høyere befolkningstetthet og trafikk påvirker mikroplastforurensningen. De urbane prøvene hadde høyere nivåer av dekkslitasjepartikler enn forstadsprøvene. Dekkpartikkel konsentrasjonen var spesielt høy i gatene med mye trafikk, som nær busstasjonen og Godsterminalen, og lavere i stillere gater som Olaf Ryes vei/Muséplassen.

Ifølge Bymiljøetaten fjernes 2000-2500 tonn (våt vekt) kostemasser fra gatene hver vår i Bergen. Ut ifra estimatene fra denne studien kan kostemassene inneholde gjennomsnittlig 194 kg og i verste fall 1265 tonn mikroplast hvert år. Ifølge våre tall kan dette gi mellom 120 og 1026 tonn dekkslitasjepartikler årlig. Det er viktig å merke seg at disse beregningene bare inkluderer mikroplasten i kostemassene, ikke partikler i sandfangskummer, avløpsvann og andre områder i det urbane miljøet. Håndteringen av kostemassene i den videre prosessen er derfor av betydning for mulig videre spredning av mikroplast.

### Sandfang og kostemasser

Konsentrasjonene av mikroplast var høyere i sandfangene sammenlignet med kostemassene. Dermed ser vi også at mikroplastpartikler kan fraktes inn i sandfangskummer med overflatevann, også i sentrum der gatene koster ofte. Sandfangsprøvene i denne studien representerer en årlig mikroplastakkumulering. Partikler vil også komme inn i sandfangene om vinteren når gatene ikke koster og vil transporteres fra gatene med overvann. Sandfangene i forstedene, der kosting utføres én gang- om våren, hadde ca. 40 % høyere mikroplastkonsentrasjoner enn de urbane sandfangene. Våre estimater antyder at i forstadsområdene er lave mikroplastkonsentrasjoner i gaten korrelert



med høye konsentrasjoner i en nærliggende sandfangskum, antagelig transportert dit med overflatevann i løpet av året.

### **Sesongvariasjoner**

De urbane kostemasseprøvene fra denne studien indikerer at mikroplastkonsentrasjonen påvirkes av sesongendringer, som kan være knyttet til turisme og trafikk. Gjennomsnittskonsentrasjonen var nesten dobbelt så høy om sommeren, men var ikke statistisk signifikant. Flere prøver som er under analyse i dette prosjektet vil bidra til bedre grunnlagsdata og statistiske analyser. Sommersesongen er mer dominert av varmt, tørt og stille vær sammenlignet med høsten (YR, 2019). Tørt vær bidrar til å holde partiklene nær gatene, mens vind og regn kan transportere partikler vekk fra gatene (Vogelsang et al., 2019). Dekkgummi fra dekkslitasjepartikler var den polymertypen som utgjorde den store sesongforskjellen. Det er vist at slitasje på dekk øker med høyere temperaturer, og flere dekktester viser at våt asfalt reduserer slitasje på dekk (Klüppel, 2014; Korsvoll, 2017). Den høye kostefrekvensen i sentrum kan være grunnen til at de mindre vanlige polymerene ikke ble identifisert i like stor grad i de urbane prøvene.

### **Utslipp av mikroplast fra sandfangskummer**

Vi fant en høyere andel polymerer med høy tetthet i sandfangene i forhold til kostemassene. Selv om forskjellene ikke var statistisk signifikante antyder resultatene at det skjer en sortering mellom polymerer med lav og høy tetthet gjennom sedimenteringsprosessen i sandfangene. Dette tyder på at gjennom sandfangene kan det være et betydelig tap av polymer som flyter i vann (med lav tetthet) til avløpssystemet og med direkte utslipp til havet. Prøveantallet var lavt, og nye statistiske analyser vil gjøres når alle data fra prosjektet er klare.

## 4. Konklusjon

Resultatene våre indikerer at gater er en viktig spredningsvei for mikroplastpartikler, og at partikler transporteres med overflatevann til sandfang. Sandfang er et akkumuleringspunkt for mikroplast og antagelig en spredningsvei for de lettere partiklene til avløpssystemet i byen. I tilfeller der avløpsvannet ikke behandles kan dette anses som et direkte utslipp av mikroplast til havet. Kosting og vasking av gatene kan regnes å begrense spredning av mikroplast og særlig i områder med høy kostefrekvens. Imidlertid kan de svært trafikkerte områdene i bymiljøet trenge en høyere kostefrekvens eller andre tiltak for å begrense spredning av mikroplast. Spesielt dekkslitasjepartikler er av relevans i trafikkerte områder. Denne studien viser at mikroplast fra mange ulike kilder finnes i bymiljøet, i til dels høye konsentrasjoner. Urbanisering og økende befolkning øker presset på byene våre, og med store mengder plast i bruk betyr dette også økt sannsynlighet for mikroplast i miljøet. Som demonstrert gjennom denne studien vil mikroplastkonsentrasjoner sannsynligvis øke med økende befolkningstetthet. Gode prosedyrer for å redusere fremtidig mikroplastforurensning og håndtering av masser med mikroplast på en god og bærekraftig måte er av betydning for å nå målet om reduksjon av plastforurensning som et ledd i kommunens plaststrategi.

Disse resultatene er en del av Bergen kommune sitt prosjekt "Urban mikroplast", ledet av Klimaseksjonen. En spesiell takk til Håvard Bjordal for deltakelsen og hyggelig samarbeid. Studien er finansiert av Regionalt Forskingsfond Vestland (Prosjektnummer RFFV#284827). Takk til Løvaas Maskin AS og Bergen Bydrift AS for assistanse ved innsamling av prøvene.

## 5. Referanser

- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985–1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M., Alfred-Wegener-Institut, & Göteborgs universitet (Red.). (2015). *Marine anthropogenic litter*. Springer.
- Hartmann, N. B., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M. P., Hess, M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L., & Wagner, M. (2019). Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science & Technology*, 53(3), 1039–1047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>
- Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., & Svendsen, C. (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of The Total Environment*, 586, 127–141. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>
- Haave, M., Lorenz, C., Primpke, S., & Gerdt, G. (2019). *Different stories told by small and large microplastics in sediment—First report of microplastic concentrations in an urban recipient in Norway* | Elsevier Enhanced Reader. 141, 501–513. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.015>
- Imhof, H. K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N. P., & Laforsch, C. (2012). A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnology and Oceanography: Methods*, 10(7), 524–537. <https://doi.org/10.4319/lom.2012.10.524>
- Klüppel, M. (2014). Wear and Abrasion of Tires. I S. Kobayashi & K. Müllen (Red.), *Encyclopedia of Polymeric Nanomaterials* (s. 1–6). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-36199-9\\_312-1](https://doi.org/10.1007/978-3-642-36199-9_312-1)
- Korsvoll, R. (2017, juni 8). *Dekkene slites dobbelt så raskt i sol og høy fart*. <https://motor.no/a/126377>
- Lebreton, L., & Andrady, A. (2019). Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Communications*, 5(1), 1–11. <https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7>
- PlasticsEurope. (2018). *Plastics—The Facts 2018- An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data*. *Plasticseurope.org*. [http://staging-plasticseurope.idloom.com/application/files/6315/4510/9658/Plastics\\_the\\_facts\\_2018\\_A\\_F\\_web.pdf](http://staging-plasticseurope.idloom.com/application/files/6315/4510/9658/Plastics_the_facts_2018_A_F_web.pdf)
- Sundt, P., Schulze, P.-E., & Syversen, F. (2014). *Sources of microplastic-pollution to the marine environment* (M-321|2015 M-321|2015). <http://www.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/2015/Januar1/Sources-of-microplastic-pollution-to-the-marine-environment/>
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., & Russell, A. E. (2004). *Lost at Sea: Where Is All the Plastic?* 302, 838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- Vogelsang, C., Lusher, A. L., Dadkhah, M. E., Sundvor, I., Umar, M., Ranneklev, S. B., Eidsvoll, D., & Meland, S. (2019). *Microplastics in road dust – characteristics, pathways and measures* (Nr. 7361–2019). <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M959/M959.pdf>
- YR. (2019). *Historiske værdata for Bergen*. Yr. <https://www.yr.no/nb/historikk/graf/1-92416/Norge/Vestland/Bergen/Bergen?q=2019>